

Tasa de explotación y rendimiento sostenible de *Pseudoplatystoma fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco

Ángel González^{1*}, Jeremy Mendoza², Freddy Arocha², Arístide Márquez³

¹Instituto Limnológico UDO, Caicara del Orinoco, estado Bolívar. *Correo electrónico: angelgonzalez78@hotmail.com

²Instituto Oceanográfico de Venezuela UDO, Biología Pesquera, Cumaná, estado Sucre.

³Instituto Oceanográfico de Venezuela, Oceanografía Química, Cumaná, estado Sucre.

RESUMEN

Se evaluó el nivel de explotación de *Pseudoplatystoma fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del río Orinoco utilizando el modelo analítico de Thompson y Bell y la longitud de los peces desembarcados por el principal puerto pesquero de la región entre enero del 2007 y diciembre del 2008. La mortalidad total Z se determinó por los métodos de la curva de captura, Beverton y Holt y Ssentongo y Larkin, mientras que la mortalidad natural M se estimó con las ecuaciones empíricas de Pauly, Rikhter y Efanov, Srinath y Alverson y Carney. Los valores de Z y M utilizados para la estimación de la tasa de explotación y la aplicación del modelo de Thompson y Bell fueron seleccionados utilizando los promedios e intervalos de confianza obtenidos por cada método. El rendimiento máximo sostenible (RMS) y la mortalidad por pesca F fueron establecidos a partir de la curva de rendimiento por recluta, utilizando el $F_{0,1}$ como punto de referencia. La biomasa por recluta y la biomasa desovante por recluta también fueron determinados usando como puntos de referencias el $F_{50\%}$ y $F_{40\%}$ respectivamente. Los valores de Z estuvieron comprendidos entre 0,31 (0,29-0,34) según Beverton y Holt y 0,35(0,34-0,37) según Ssentongo y Larkin, mientras que M varió entre 0,12 (0,11-0,14) según Srinath y 0,24(0,22-0,26) según Pauly. De acuerdo con los valores estimados de la tasa de explotación y de F en los diferentes escenarios analizados, en las condiciones actuales de captura de *P. fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco la especie se encuentra entre intensamente explotada y sobreexplotada, requiriendo de la implementación de medidas restrictivas para su adecuado manejo.

Palabras clave: Manejo de pesquerías, pesquerías de ríos, pesquerías del Orinoco, evaluación de stocks de peces, grandes bagres *Pseudoplatystoma*.

Rate exploitation and sustainable harvest of *Pseudoplatystoma fasciatum* in the sector Orinoco Caicara-Cabruta

ABSTRACT

We evaluated the level of exploitation of *Pseudoplatystoma fasciatum* in the Caicara-Cabruta Orinoco sector using the analytical model of Thompson and Bell and the length of the fish landed by the main fishing port in the region between January 2007 and December 2008. Total mortality Z was determined by different methods: catch curve, Beverton and Holt and Ssentongo and Larkin while natural mortality M was calculated using the empirical equations by Pauly, Rikhter and Efanov, Srinath and Alverson and Carney. The values of Z and M used to estimate the rate of exploitation and application of the Thompson and Bell model were selected by using the averages and confidence intervals obtained from each method. Maximum sustainable yield (MSY) and fishing mortality F was established from the yield per recruit curve, using the benchmark $F_{0,1}$. Biomass per recruit and spawning biomass per recruit was also determined using as reference points $F_{50\%}$ and $F_{40\%}$, respectively. Z values were between 0.31 (0.29 to 0.34) according Beverton and Holt and 0.35 (0.34-0.37) according Ssentongo and Larkin while M ranged from 0.12 (0.11 to 0.14) according Srinath and 0.24 (0.22 to 0.26) according Pauly. According to the values of

exploitation rate and F estimated in the different scenarios analyzed in the current conditions of capture of *P. fasciatum* in the Caicara-Cabruta Orinoco sector the species is between heavily exploited and overexploited, requiring the implementation of restrictive measures for proper management.

Key words: fisheries management, fisheries rivers, Orinoco fisheries, fish stock assessment, large catfish *Pseudoplatystoma*.

INTRODUCCION

Las especies de bagre rayado *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Pseudoplatystoma tigrinum* representan, conjuntamente, uno de los rubros más importantes en los desembarcos de la pesca continental venezolana con aproximadamente un 15% de la producción nacional fluvial, la mitad de la cual proviene del río Orinoco y el resto de la sub cuenca Apure-Arauca y los afluentes del río Apure (Novoa, 2002); aunque están incluidas entre las especies fluviales que han disminuido significativamente su captura (entre 45,5 y 87,6%) durante los últimos años (INSOPESCA, 2010). En el sector Caicara-Cabruta del Orinoco dichas especies han sido relativamente las más importantes en los desembarcos durante los últimos 30 años (Novoa *et al.*, 1984; González, 2002, 2005a y 2010a) sin que hasta ahora, al igual que en todo el Orinoco, se hicieran estudios de evaluación del recurso.

En la evaluación de recursos pesqueros los modelos analíticos como el de Thompson y Bell (1934) valoran las condiciones actuales de un stock utilizando informaciones relacionadas con su dinámica poblacional, presentando limitaciones cuando son aplicados en los grandes ríos como el Orinoco debido al carácter multi-específico de las pesquerías y al variable reclutamiento anual de los recursos. Sin embargo, dichos modelos han sido utilizados en la evaluación de algunas especies de ríos para predecir sus rendimientos y biomasa a diferentes niveles de mortalidad por pesca, con el fin de establecer sus rendimientos máximos sostenibles y determinar si existe o no sobrepesca.

Esto considerando que algunos parámetros incluidos en dichos modelos, como la mortalidad por pesca y la longitud de primera captura, pueden ser regulados por el hombre y sirven para explorar las consecuencias de diferentes niveles sobre la biomasa y el rendimiento de las pesquerías (Beverton y Holt, 1966). En este sentido, en el presente trabajo se utilizó el modelo analítico de Thompson y Bell (1934) para

evaluar el nivel de explotación de *P. fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco en Venezuela, en donde, junto con *P. tigrinum*, ha sido uno de los recursos pesqueros más explotados durante los últimos 30 años o quizás más. En la evaluación se buscó determinar cambios en el rendimiento, biomasa por recluta y biomasa desovante (reproductora) por recluta, para diferentes valores de mortalidad por pesca.

El modelo analítico de Thompson y Bell (1934), además del de Beverton y Holt (1966), han sido utilizados para la evaluación de *P. fasciatum* en la cuenca del Orinoco en Colombia (CCI-INCODER, 2006), *P. tigrinum* en el río Apure en Venezuela (Pérez, 2005) y *Pseudoplatystoma corruscans* en la cuenca del Amazonas (Mateus y Petrere, 2004). También han sido utilizados para la evaluación de otras especies de la familia Pimelodidae como *Pimelodus grosskopfii*, *Pimelodus carias*, *Pimelodus magdalenae* y *Zungaro zungaro* en el Magdalena y Orinoco en Colombia (CCI-INCODER, 2006) y *Hemisorubim platyrhynchus* y *Sorubim lima* en la cuenca del Amazonas (Penha y Mateus, 2007).

Igualmente, en la evaluación de especies de otras familias como *Plagioscion squamosissimus* en el Orinoco (González *et al.*, 2005b), *Prochilodus mariae* en la Orinoquia colombiana (Ramírez-Gil *et al.*, 2009), *Brycon microlepis* (Mateus y Estupiñan, 2002) y *Piaractus mesopotamicus* (Peixer *et al.*, 2007) en la cuenca del Amazonas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó sobre la base de una muestra única (sin diferenciación de sexos y proveniente de un muestreo estratificado por mes durante un año) de 1000 peces medidos al azar en su longitud total (1 cm) en el puerto de Cabruta, estado Guárico (Figura 1), mensualmente entre enero del 2007 y diciembre del 2008 y abarcando las temporadas de lluvia y de sequía. Las especies fueron identificadas utilizando las indicaciones de Reid (1983).

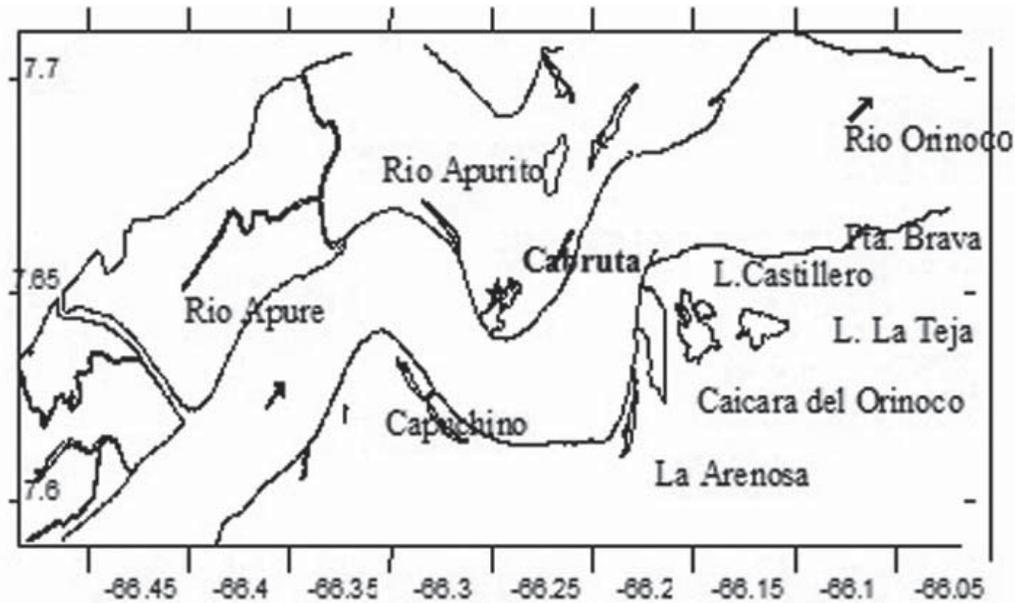


Figura 1. Eje Caicara – Cabruta del Orinoco en Venezuela.

La longitud de los ejemplares sirvió para estimar la talla media actual de primera captura y el parámetro de mortalidad total Z . La tasa de explotación se estimó por la ecuación $E = \frac{F}{Z}$ donde Z fue el coeficiente instantáneo de mortalidad total y F el coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca. Z se determinó por los métodos de la curva de captura (Sparre y Venema, 1995), Beverton y Holt (1957) y Ssentongo y Larkin (1973); mientras que F se estimó de la diferencia entre Z y el coeficiente instantáneo de mortalidad natural M ($F = Z - M$), el cual fue calculado por las fórmulas empíricas de Pauly (1980), Rikter y Efanov (Sparre y Venema, 1995), Srinath (1998) y Alverson y Carney (1975).

Según el método de la curva de captura Z representó la pendiente b de la línea de regresión entre el logaritmo neperiano del número de peces capturados por clases de longitudes L y sus edades relativas correspondientes ($\ln N/\Delta t$). Las edades relativas (t) de las clases de longitudes (L) se determinaron por la ecuación inversa de von Bertalanffy $t(L) = t_0 - \frac{1}{K} \cdot \ln\left(1 - \frac{L}{L_\infty}\right)$, donde t_0 , K y L_∞ fueron los parámetros de crecimiento determinados por González *et al.* (2010b). Los valores de estos parámetros fueron $L_\infty = 112,6$ cm de longitud total, $K = 0,08$ año⁻¹ y $t_0 = -0,055$ años. La curva de captura fue establecida con ayuda del FISAT (Gayanilo *et al.*, 1994), el cual proporcionó el valor promedio de Z y su intervalo de confianza.

El método de Beverton y Holt (1957) para la estimación de Z se aplicó mediante la ecuación

$$Z = K \cdot \frac{(L_\infty - L_{media})}{(L_{media} - \bar{Lc})}$$

donde \bar{Lc} fue la longitud promedio de la primera captura, considerada como la longitud correspondiente al 50% de la muestra, y L_{media} el promedio de la longitud de los peces por encima de \bar{Lc} (Penha y Mateus, 2007).

Según el método de Ssentongo y Larkin (1973) Z se calculó por la ecuación

$$Z = \frac{n \cdot \frac{K}{n+1}}{\ln\left(\frac{L_\infty - Lc}{L_\infty - L_{media}}\right)}$$

y la varianza $\frac{Z}{K}$ por

$$\text{var}\left(\frac{Z}{K}\right) = \frac{\left(\frac{n}{(n+1)^2}\right)}{\ln\left((L_\infty - Lc)(L_\infty - L_{media})\right)^2}$$

donde n fue el número de peces muestreados.

La fórmula empírica de Pauly (1980) para la estimación de M estuvo representada por la ecuación

$$\ln M = -0,0152 - 0,279 \ln L_\infty + 0,654 \ln K + 0,463 \ln T$$

donde T fue el promedio anual de la temperatura del agua (28°C) y L_∞ y K los parámetros de crecimiento.

Según la ecuación empírica de Rikhter y Efanov (Sparre y Venema, 1995) $M = \left(\frac{1,521}{Tm_{50}^{0,72}}\right) - 0,155$, donde Tm_{50} fue la edad media de madurez sexual o edad en que el 50% de las hembras estaban maduras (Cubillos y Araya, 2007). Esta edad fue estimada a partir de la longitud media de madurez sexual utilizando la función inversa de von Bertalanffy. La longitud media de madurez sexual fue estimada a partir del L_{∞} , empleando la ecuación empírica $\log_{10} Lm = 0,898 * \log_{10} L_{\infty} - 0,0781$ (Froese y Binohlan, 2000).

La ecuación empírica de Srinath (1998) para la estimación de M estuvo representada por la ecuación $M = 1,535K$, donde K fue el parámetro de crecimiento; mientras que la de Alverson y Carney (1975) estuvo representada por la ecuación $M = \frac{2,93 * K}{[e^{k(t^* - t)} - 1]}$, donde 2,93 fue el exponente isométrico de la relación longitud-peso de *P. fasciatum* (González, 2005a) y t^* la edad crítica o edad a la cual un stock no explotado alcanza su mayor biomasa. Esta edad crítica fue igual a $0,38 * tm$ (Alverson y Carney, 1975), donde tm fue la edad máxima observada en la muestra o 10 años de edad (González *et al.*, 2010b).

Los intervalos de confianza de Z , según Beverton y Holt (1957) y Ssentongo & Larkin (1973), junto con los de M , fueron determinados a partir de los parámetros de crecimiento L_{∞} y K estimados en un re-muestreo intensivo (*bootstrap*) de los residuos a la ecuación de von Bertalanffy, utilizando un total de 2.500 re-muestreos (González *et al.*, 2010b). Por lo tanto, se estimaron 2.500 valores de Z y M que permitieron estimar intervalos de confianza de estos parámetros, así como también los intervalos de confianza de los parámetros derivados F y E .

El modelo de Thompson y Bell (1934) se aplicó para estimar el rendimiento por recluta (Y/R), la biomasa por recluta (B/R) y la biomasa desovante por recluta (BD/R), para valores de F comprendidos entre 0 y $0,6 \text{ año}^{-1}$. El modelo se aplicó según los siguientes pasos:

1. Determinación de la edad t de las clases de longitud en la muestra, utilizando la ecuación inversa de von Bertalanffy (Sparre y Venema, 1995)

$$t = -\frac{1}{K} * \ln\left(1 - \frac{L1}{L_{\infty}}\right)$$

donde $L1$ fue el límite inferior de cada clase de longitud y K y L_{∞} los parámetros de crecimiento.

2. Cálculo de los intervalos de tiempo entre las clases de longitudes $d(t) = t(L1) - t(L2)$.

3. Estimación del número de sobrevivientes por clases de longitud, según la ecuación $N_{t+1} = N_t * (\exp(-F+M))$, cuando $t \geq tc$ (edad de primera captura), y $N_{t+1} = N_t * \exp(-M)$, cuando $t < tc$; partiendo de un número total de reclutas igual a 1.000.

4. Estimación de la captura en número por clases de longitud, de acuerdo con la función $C_{t+1} = (F/(F+M)) * (N_{t+1} - N_t)$, cuando $t \geq tc$, y $C_t = 0$ cuando $t < tc$.

5. Valoración del rendimiento (captura en peso) por clase de longitud, según la relación $Y = C_t * w_i$, donde w_i fue el peso por clase de longitud; estimado según la ecuación de la relación longitud - peso, $w_i = q * L_i^b$; donde $q = 0,0106$ y $b = 2,9$ (González, 2005a).

6. Cálculo de la biomasa por clase de longitud según la ecuación $B_t = N_t * w_i * dt$

7. Determinación de la biomasa desovante (BD) a partir de la proporción de peces maduros por longitud, utilizando los parámetros de la función logística de la longitud de primera madurez de *P. fasciatum* en la cuenca del Orinoco en Colombia (CCI-INCODER, 2008) y según la ecuación $N \text{ Maduros} = \text{prop de maduros} * N$; siendo $BD = N \text{ maduros} * w_i * dt$.

8. Estimación del rendimiento por recluta (Y/R), la biomasa por recluta (B/R) y la biomasa desovante por recluta (BD/R), a partir de los totales estimados para las diferentes clases de longitud divididas entre el número inicial de reclutas (1.000 reclutas).

9. Simulación de los valores de Y/R , B/R y BD/R , para valores de F comprendidos entre 0 y $0,6 \text{ año}^{-1}$.

El punto de referencia utilizado en el presente estudio fue el $F_{0,1}$ para el rendimiento por recluta (Y/R), considerado como el punto tangente de la curva de rendimiento por recluta que representa el 10% de su valor en el origen (Caddy y Mahon, 1995). Para la biomasa por recluta (B/R) se utilizó el

valor de F correspondiente al 50% de la biomasa por recluta virgen ($F_{50\%}$) Jensen (2000) y para la biomasa desovante por recluta (BD/R) se utilizó el valor de F correspondiente a 40% del valor de BD/R en ausencia de pesca ($F_{40\%}$) Mace (1994).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tasa de explotación de *P. fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco fue utilizada como un indicador del efecto de la pesca sobre el stock que se está capturando, ya que representa la proporción de la mortalidad total (Z) correspondiente al efecto de la pesca (Csirke, 1989; Pérez, 2005). La estimación de Z a partir de datos de frecuencias de longitud, como se hizo en el trabajo, es más confiable en comparación con otros métodos que, frecuentemente, generan incertidumbres en las estimaciones (Gulland, 1983; Ehrhardt y Ault, 1992).

La longitud de *P. fasciatum* estuvo comprendida entre 23 y 108 cm de longitud total, con predominio de las clases situadas entre 41 y 58 cm de longitud total (Figura 2). La longitud de primera captura fue de 51,5 cm de longitud total, mientras que el promedio de la longitud en la captura fue de 63,9 cm de longitud total.

En la primera captura su longitud estuvo por debajo de la establecida en el reglamento de pesca

para el Orinoco, según el cual dicha longitud debe ser igual o superior a 65 cm de longitud total (Novoa, 2002). El promedio de la longitud en las capturas fue menor en comparación con el promedio de 58 y 74 cm de longitud estándar reportado para la cuenca del Orinoco en Colombia (CCI-INCODER, 2006) y para el Amazonas peruano (IIAP-AQUAREC, 2011) respectivamente. Este promedio menor de la longitud en las capturas pudo estar relacionada con la abertura de malla de las redes que se utilizan en el eje Caicara-Cabruta y con la fuerte presión de pesca a la cual ha estado sometida el recurso durante los últimos años, como se ha indicado para *P. tigrinum* y otras especies explotadas del río Apure (Pérez, 2005).

Los resultados de Z y M , según los diferentes métodos utilizados, se encuentran representados en el Cuadro 1. Los métodos de la curva de captura y Ssentongo y Larkin produjeron valores de Z aproximadamente iguales y ligeramente superiores al estimado por el método de Beverton y Holt; seleccionándose los valores determinados por los métodos de Ssentongo y Larkin [$Z = 0,35$ (0,34–0,37)] y Beverton y Holt [$Z = 0,31$ (0,29–0,34)] para calcular F y E .

La mortalidad total Z de *P. fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco fue menor que la reportada para las cuencas del Orinoco en Colombia ($Z=0,622$ año⁻¹) CCI-INCODER (2006), la del medio

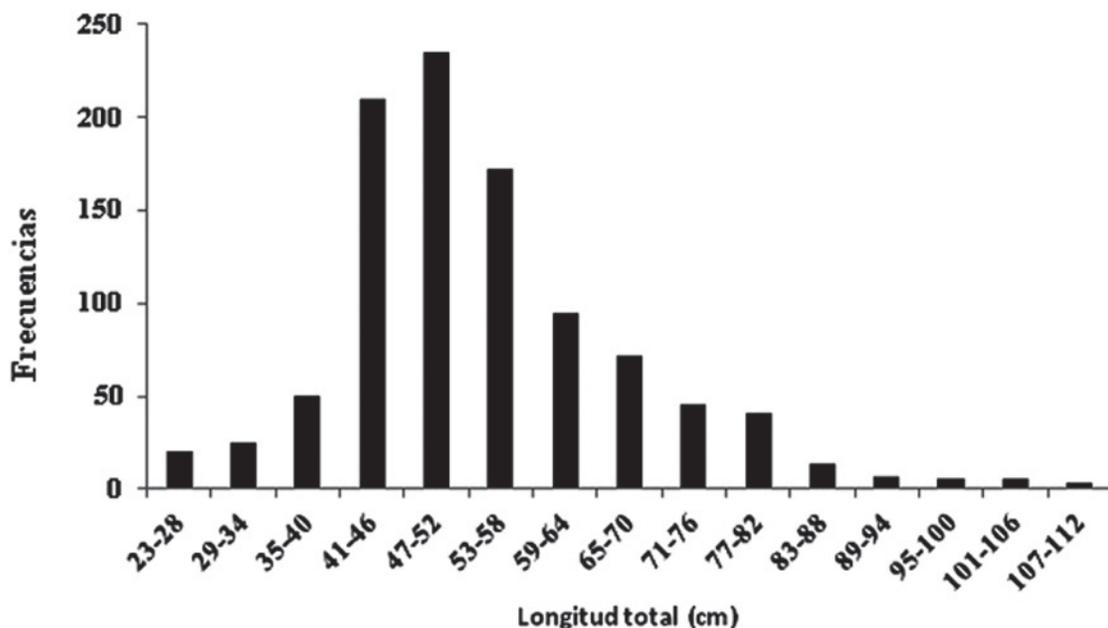


Figura 2. Frecuencias de longitud de *Pseudoplatystoma fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco en Venezuela.

Amazonas ($Z=1,47$ año⁻¹) Ruffino e Isaac (1999) y la del río Cuiabá en Brasil ($Z=0,657$ año⁻¹) Mateus y Penha (2007). También fue menor que la estimada para *P. tigrinum* en el río Apure ($Z=0,994-2,327$ año⁻¹) Pérez (2005) y aproximadamente igual a la reportada para *P. tigrinum* en la cuenca del Orinoco en Colombia ($Z=0,2593$ año⁻¹) CCI-INCODER (2006).

Los valores de M estimados por los métodos de Pauly, Rikhter y Efanov y Alverson y Carney fueron aproximadamente iguales, considerando un solo decimal ($M = 0,2$ año⁻¹), y mayores que el estimado por el método de Srinath (Cuadro 1); sin embargo, tomando en cuenta que este componente de mortalidad posiblemente sea la mayor fuente de incertidumbre en la evaluación de *P. fasciatum* (Penha y Matheus, 2007; Cubillos y Araya, 2007), todos los estimados de M fueron utilizados para la determinación de F y E . Los valores de M indicaron una mortalidad natural relativamente baja por cuanto en los peces de cierta longevidad generalmente varía entre 0,20 y 0,40 año⁻¹ (Sparre y Venema, 1995; Pauly, 1980, Vetter, 1988).

Estos valores de M generalmente varían inversamente proporcional al crecimiento de los

peces (Cubillos y Araya, 2007), sin embargo, en el trabajo M fue considerada constante para todos las longitudes por tratarse de ejemplares de tamaños relativamente grandes y en edades de post-reclutamiento (Mateus y Penha, 2007). La mortalidad natural de *P. fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco fue aproximadamente igual a la reportada para la cuenca del Orinoco en Colombia ($M = 0,21$ año⁻¹) CCI-INCODER (2006) e igualmente para la especie *P. tigrinum* en el río Apure ($M = 0,20$) Pérez (2005).

En el Cuadro 1 están representados los valores promedio e intervalos de confianza de F y E estimados a partir de los valores de Z obtenidos por los métodos de Ssentongo y Larkin (1973) y Beverton y Holt (1957) y los valores de M obtenidos por los diferentes métodos utilizados.

Un valor de E igual a 0,5 ha sido propuesto como una aproximación de los recursos a su rendimiento máximo sostenible o en el límite de su explotación, encontrándose sobreexplotado cuando E es mayor que 0,5 (Gulland, 1983; Rochet y Trenkel, 2003). Incluso, algunos autores han considerado al valor de E igual a 0,4 como más conservador (Patterson,

Cuadro 1. Coeficientes instantáneos de mortalidad total Z , mortalidad natural M , mortalidad por pesca (F) y tasa de explotación actual (E) de *Pseudoplatystoma fasciatum* en el sector Caicara-Cabruta del Orinoco en Venezuela.

Métodos	Z	M	F	E
Curva de captura	0,34 (0,30-0,38)			
Beverton y Holt	0,31 (0,29-0,34)			
Ssentongo y Larkin	0,35 (0,34-0,37)			
Pauly		0,24 (0,22-0,26)	0,07 (0,03-0,20) ¹ 0,12 (0,08-0,15) ²	0,24 (0,11-0,36) ¹ 0,33 (0,22-0,42) ²
Rikhter y Efanovs		0,20 (0,17-0,22)	0,12 (0,08-0,16) ¹ 0,15 (0,11-0,19) ²	0,37 (0,25-0,48) ¹ 0,44 (0,35-0,53) ²
Alverson y Carney		0,17 (0,16-0,19)	0,14 (0,10-0,18) ¹ 0,18 (0,15-0,21) ²	0,45 (0,36-0,52) ¹ 0,51 (0,44-0,57) ²
Srinath		0,12 (0,11-0,14)	0,19 (0,16-0,22) ¹ 0,23 (0,20-0,26) ²	0,61 (0,53-0,67) ¹ 0,65 (0,59-0,70) ²

Los numerales ¹ y ² corresponden a mortalidades por pesca F y tasas de explotación E derivadas de los valores de Z estimados por los métodos de Beverton y Holt y Ssentongo y Larkin, respectivamente.

1992). De acuerdo con esto, las tasas de explotación de *P. fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco indican una progresión que va desde un stock moderadamente explotado, según las estimaciones derivadas de M por el método de Pauly ($E = 0,24$ y $E = 0,33$), hasta un stock sobreexplotado según las estimaciones derivadas de M por el método de Srinath ($E = 0,61$ y $E = 0,65$); pasando por una condición intermedia, en el cual el stock se encuentra en el límite de su explotación según las estimaciones derivadas de M por los métodos de Rikhter y Efanov ($E = 0,37$ y $E = 0,44$) y Alverson y Carney ($E = 0,45$ y $E = 0,51$), tal como se observa en el Cuadro 1.

Por la misma incertidumbre que pudieran generar las estimaciones de M y Z la simulación del modelo de Thompson y Bell se hizo suponiendo tres condiciones de M y F ; las cuales incluyeron dos situaciones extremas y una intermedia. Una de las situaciones extremas se analizó tomando en cuenta el valor de M derivado del método de Pauly ($M = 0,24$ año⁻¹) y uno de F derivado de la estimación de Z por el método de Beverton y Holt ($Z = 0,31$ año⁻¹); mientras que en la otra se consideró el valor de M derivado del método de Srinath ($M = 0,12$ año⁻¹) y un valor de F derivado de la estimación de Z por el método de Ssentongo y Larkin ($Z = 0,35$ año⁻¹). La situación intermedia se estableció tomando en cuenta el valor de M derivado del método de Rikhter y Efanov ($M = 0,20$ año⁻¹) y un valor de F derivado de la estimación de Z por el método de Ssentongo y Larkin ($Z = 0,35$ año⁻¹). En todos los casos, la simulación se hizo para la longitud de primera captura actual de $L_c = 51,5$ cm de longitud total y la mínima establecida para el Orinoco de $L_c = 65,0$ cm de longitud total (Novoa, 2002).

La simulación del modelo de Thompson y Bell (1934) para la condición extrema de $M = 0,24$ año⁻¹ y $Z = 0,31$ año⁻¹, con un $L_c = 51,5$ cm de longitud total, demostró que el F actual [$F = 0,07(0,03 - 0,20)$ año⁻¹] está por debajo del que produce el rendimiento máximo sostenible (RMS), tal como se observa en la (Figura 3A); indicando un recurso moderadamente explotado, como lo demostró la tasa de explotación estimada con los mismos valores de F y Z (Cuadro 1). No obstante, si se toma como referencia la Biomasa desovante por recluta (BD/R), en el límite superior del valor de F en la situación actual ($F = 0,20$ año⁻¹) el valor de BD/R se ubica alrededor de 0,41; el cual ésta coincide aproximadamente con el valor del punto de referencia objetivo de 0,40 ($F_{40\%}$) propuesto

por Mace (1994), cuando se desconoce la relación stock-reclutamiento. Además, en el nivel de $F_{0,1}$ que se toma como valor de referencia para maximizar el rendimiento, el valor de la BD/R se ubicó alrededor de 0,32 y se pudiera comprometer el potencial reproductivo de la población, mientras que la biomasa por recluta (B/R) se encontraría en el límite del $F_{50\%}$.

Por otro lado, al modificar la talla de primera captura utilizando un $L_c = 65,0$ cm de longitud total, bajo la misma condición de $M = 0,24$ año⁻¹ y $Z = 0,31$ año⁻¹, la simulación del modelo mostró que en este caso se pudiera aumentar significativamente el rendimiento a valores de F alrededor de 0,35; manteniéndose los valores de B/R y BD/R por encima de los valores límites (Figura 3B).

Aplicando el modelo para la condición intermedia de $Z = 0,35$ año⁻¹ y $M = 0,20$ año⁻¹, para un $L_c = 51,5$ cm de longitud total, la simulación señaló que el F actual [$F = 0,15(0,11 - 0,19)$] año⁻¹ se encuentra relativamente cerca del valor de referencia de $F_{0,1}$ y pudiera incrementarse el rendimiento en alrededor de un 15% al llevar la mortalidad a estos niveles de referencia (Figura 4A). Sin embargo, para el F actual la BD/R se encuentra en el límite del $F_{40\%}$ y de aumentarse la mortalidad a los niveles de $F_{0,1}$ se reduciría hasta 0,30 mientras que la B/R se reduciría desde el valor actual de 0,54 hasta 0,43; por lo cual no sería recomendable aumentar los niveles de mortalidad por pesca con respecto a la situación actual en este escenario.

Bajo las mismas condiciones de $M = 0,20$ año⁻¹ y $Z = 0,35$ año⁻¹, pero utilizando un $L_c = 65,0$ cm de longitud total, la simulación del modelo mostró que se puede aumentar el rendimiento en alrededor de 20% al pasar de los niveles de F actuales a los niveles del $F_{0,1}$ ($F = 0,25$ año⁻¹), y que bajo estas condiciones la BD/R se reduciría de un valor en la situación actual de 0,58 a un valor de 0,48 mientras que la B/R se ubicaría en un valor de 0,60 (Figura 4B).

Para la otra condición extrema de $Z = 0,35$ año⁻¹ y $M = 0,12$ año⁻¹, utilizando una longitud de primera captura de 51,5 cm de longitud total, el F actual [$F = 0,23(0,20 - 0,26)$ año⁻¹] estaría por encima del valor de referencia de $F_{0,1}$ (Figura 5A), indicando un recurso sobreexplotado como lo demostró la tasa de explotación para las misma condición de Z y M . Por otro lado, en la situación actual bajo este escenario, el nivel de la BD/R se ubica en 0,22 y la B/R en un nivel de 0,30, lo que también indica un recurso

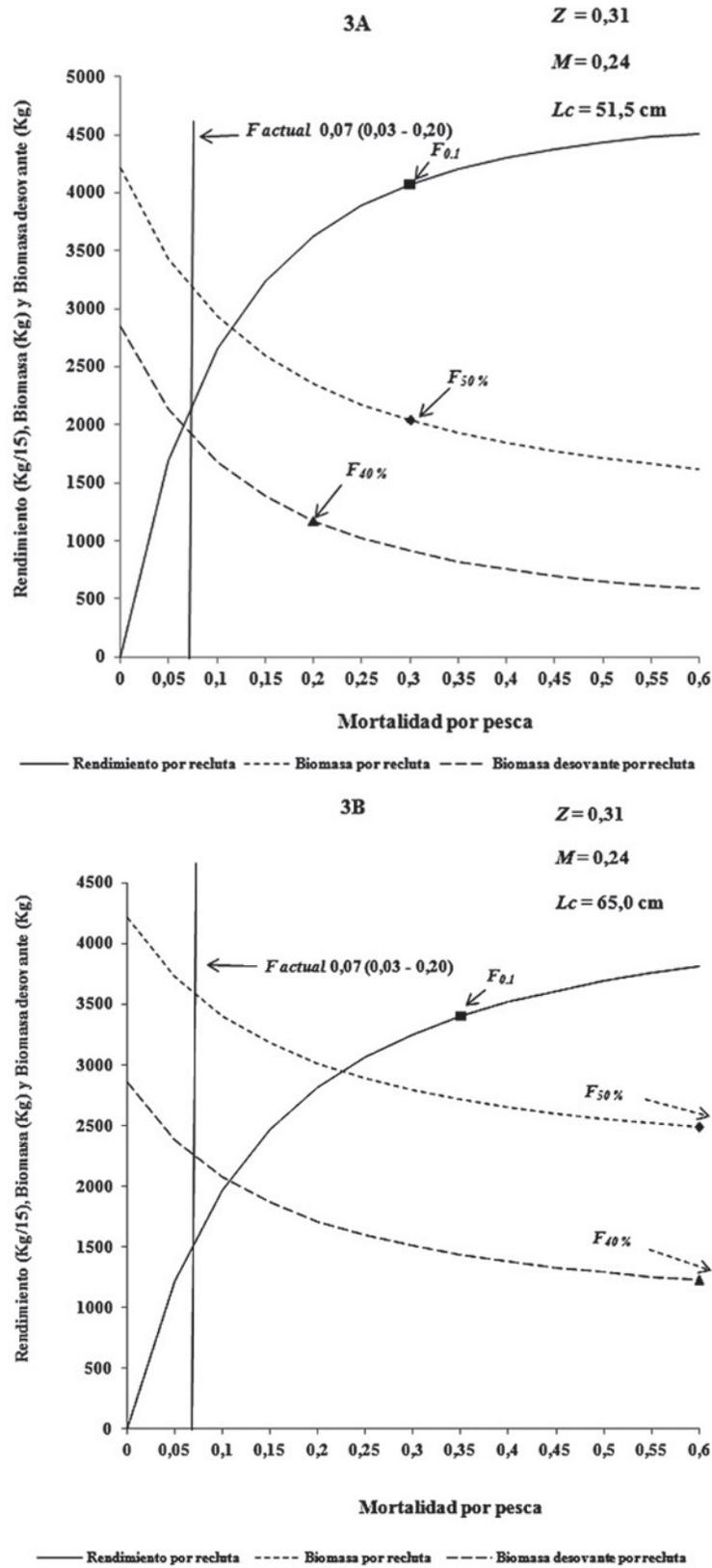


Figura 3. Rendimiento por recluta, biomasa por recluta y biomasa desovante por recluta de *Pseudoplatystoma fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco en Venezuela, para $Z = 0,31$ año-1, $M = 0,24$ año-1 y $L_c = 51,5 \text{ cm}$ (A) y $65,0 \text{ cm}$ (B); según Modelo de Thompson y Bell (1934).

sobreexplotado, cercano a niveles críticos, desde el punto de vista del potencial reproductivo y de la biomasa.

Utilizando los mismos valores de $Z = 0,35 \text{ año}^{-1}$ y $M = 0,12 \text{ año}^{-1}$, pero para un $L_c = 65,0 \text{ cm}$ de longitud total, el F actual estuvo en el límite de su explotación; considerando el intervalo de confianza estimado para el F actual (Figura 5B). Por el contrario, bajo estas condiciones el valor de la B/R es de 0,40 y la BD/R se ubica alrededor de 0,33, ambos por debajo de los valores límites $F_{50\%}$ y $F_{40\%}$; lo que indicaría una situación de sobrepesca con respecto al potencial reproductivo y la biomasa por recluta.

Existe bastante incertidumbre sobre los niveles de explotación de *P. fasciatum* derivados de las estimaciones de mortalidad natural obtenidas en el presente estudio por diferentes métodos. Los valores de mortalidad total obtenidos mediante los métodos de Beverton y Holt ($Z = 0,31 \text{ año}^{-1}$) y Ssentongo y Larkin ($Z = 0,35 \text{ año}^{-1}$) son bastante similares y el intervalo de confianza para ambos métodos combinados se ubica entre 0,29 y 0,37 año^{-1} . No obstante, la mayor incertidumbre se ubica en las estimaciones de mortalidad natural, las cuales variaron entre un mínimo de 0,12 año^{-1} para el método de Srinath hasta un máximo de 0,24 año^{-1} por el método de Pauly, con un intervalo de confianza combinado para todos los métodos que se ubica entre 0,11 y 0,26 año^{-1} (Cuadro 1). Los valores altos de mortalidad natural corresponden a poblaciones que pueden soportar mayores niveles de explotación en comparación con aquellas que tienen niveles de mortalidad natural bajos (Cubillos y Araya, 2007).

Considerando el patrón de pesca actual con una talla media de primera captura de 51,5 cm de longitud total, solamente el escenario más optimista de M ($M = 0,24 \text{ año}^{-1}$) indicaría una población moderadamente explotada. Pero, aun en este caso, no sería recomendable aumentar el esfuerzo de pesca debido a los efectos que tendría sobre la biomasa desovante por recluta, lo cual es resultado de la talla actual de primera captura que se ubica por debajo de la talla media de madurez sexual. En los escenarios en los cuales se aumenta la talla de primera captura al valor establecido en la normativa vigente (65 cm de longitud total), solamente en el caso más pesimista ($M = 0,12 \text{ año}^{-1}$) la población se encontraría entre intensamente explotada o ligeramente sobreexplotada.

En vista de lo anterior es recomendable, en un primer paso, modificar el esquema de explotación para aumentar la talla de primera captura hasta los 65 cm, según la normativa vigente, y evitar aumentos en el esfuerzo de pesca. Es importante destacar que la talla de 65 cm es aproximadamente similar a la longitud óptima de primera madurez derivada de la ecuación propuesta por Froese y Binohlan (2000) cuando se dispone de datos de talla a la madurez y que arrojó un valor de 62 cm. Aún cuando, no se dispone de datos para la estimación de la talla de primera madurez para *P. fasciatum* en el área de estudio, excepto algunos trabajos como el de Barbarino (2005) en la parte baja de los ríos Apure y Arauca que no demuestran los valores de los parámetros de la ojiva de madurez. Ante la inexistencia de los valores de estos parámetros en el área del Orinoco medio, y aparentemente en todo el Orinoco, en el trabajo se aplicaron unos obtenidos en la región colombiana de la cuenca del Orinoco (CCI-INCODER, 2008); siendo prioritario estimar los parámetros de esta ojiva para el área de estudio y validar los resultados obtenidos en el presente trabajo.

Igualmente, la aplicación de los cambios en la selectividad del arte de pesca, necesarios para obtener una talla de primera captura de 65 cm de longitud total, implica una disminución de los rendimientos durante un período de varios años; considerando la baja tasa de crecimiento de la especie en el área de estudio. Sin embargo, es una de las medidas que hay que considerar para la conservación del recurso como objetivo de manejo, ya que de continuar las condiciones actuales de explotación la especie podría entrar en un peligro crítico, como aparentemente ocurre en algunas regiones de la cuenca del Orinoco en Colombia (CCI-INCODER, 2006).

Por otra parte, la talla de 65 cm es inferior a la establecida para otros ríos como el Amazonas peruano, donde la ley de pesca vigente en ese país para la longitud de primera captura de *P. fasciatum* señala una medida de 86,0 cm de longitud a la horquilla (ROP, 2001) y se ha recomendado establecerla en 78,0 cm de longitud estándar (IIAP-AQUAREC, 2011). Igualmente, la longitud de primera captura de *P. fasciatum* en la cuenca del río Cuiabá, Brasil, es de 78,0 cm de longitud a la horquilla (Mateus y Penna, 2007), mientras que la longitud mínima establecida para las cuencas del Orinoco y Magdalena en Colombia es de 80 cm de longitud estándar (CCI-INCODER, 2006).

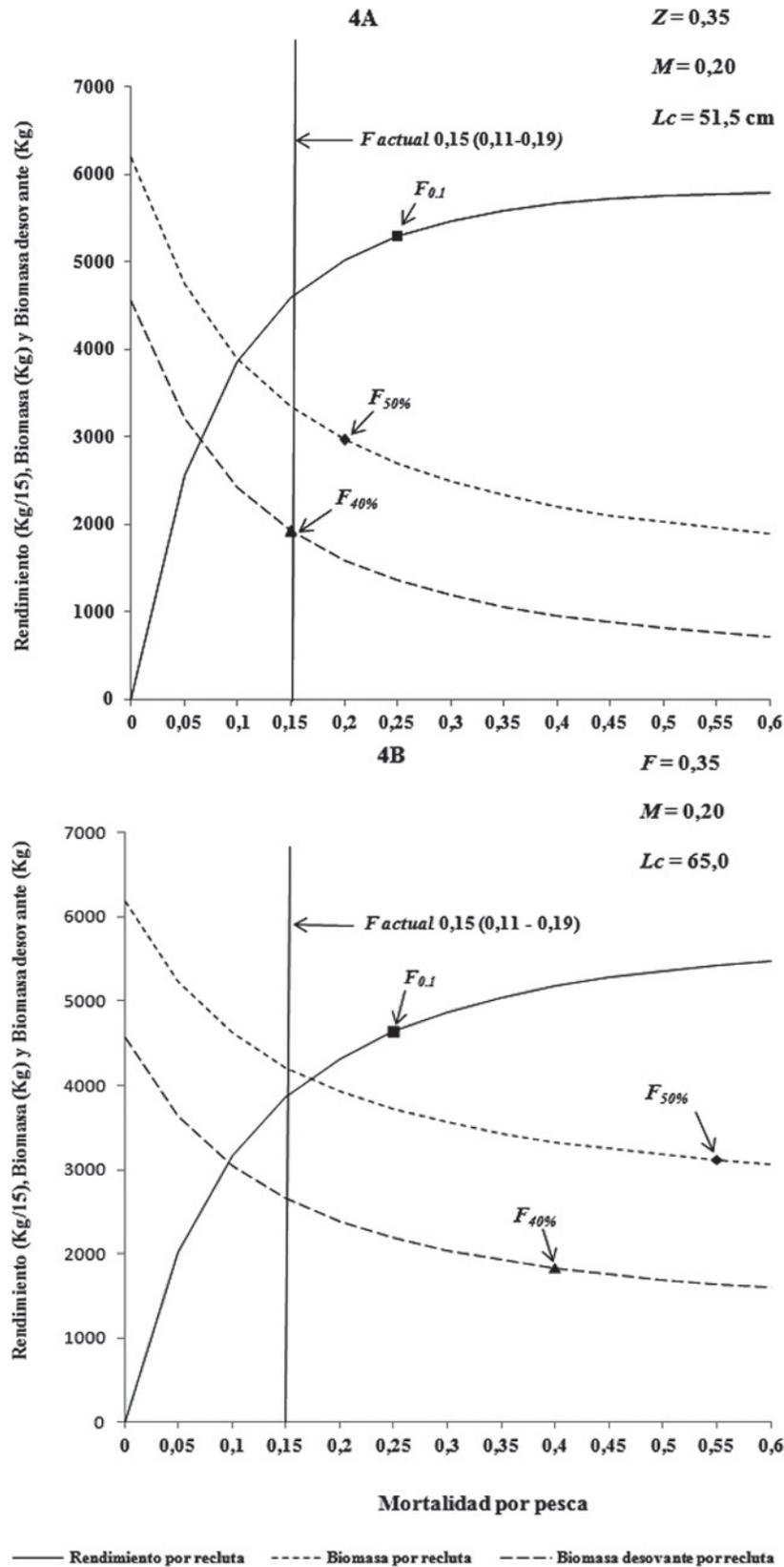


Figura 4. Rendimiento por recluta, biomasa por recluta y biomasa desovante por recluta de *Pseudoplatystoma fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco en Venezuela, para $Z = 0,35$ año⁻¹, $M = 0,20$ año⁻¹ y $Lc = 51,5$ cm (A) y $65,0$ cm (B); según Modelo de Thompson y Bell (1934).

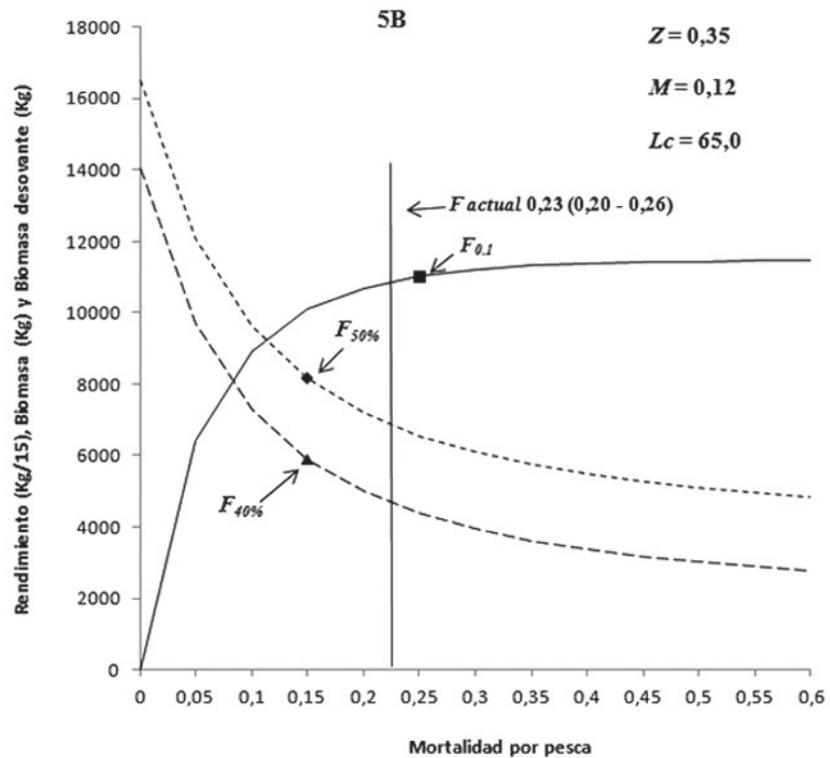
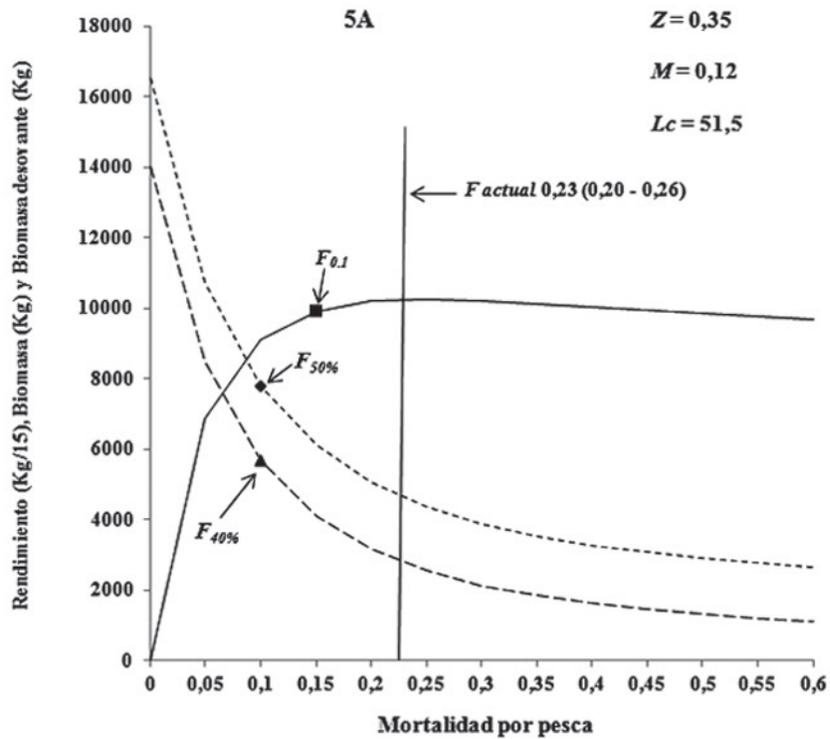


Figura 5. Rendimiento por recluta, biomasa por recluta y biomasa desovante por recluta de *Pseudoplatystoma fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco en Venezuela, para $Z = 0,35$ año-1, $M = 0,12$ año-1 y $L_c = 51,5$ cm (A) y $65,0$ cm (B); según Modelo de Thompson y Bell (1934).

Aunque los resultados obtenidos de la evaluación del recurso deben ser considerados más como indicadores de tendencias antes que resultados absolutos, debido a las limitaciones de los modelos utilizados para especies tropicales, una buena gestión de *P. fasciatum* en el eje Caicara-Cabruta del Orinoco debería empezar con aumentar la longitud de primera captura, así como velar por su estricto cumplimiento; como se ha logrado en algunas especies Pimelodidae de la cuenca del río Cuiabá en Brasil (Penha y Mateus 2007).

En este sentido, es necesario utilizar redes de enmalle de más de 10 cm de abertura de malla cuya selectividad sobre la especie es la que produce la captura de peces de tamaños relativamente pequeños (González *et al.*, 2008); considerando que el sistema de régimen abierto hacia el recurso los hace vulnerable en cualquier estado de su ciclo de vida, especialmente en las primeras etapas. El incremento de la abertura de malla de las redes puede disminuir el rendimiento de otras especies relativamente pequeñas, pero *P. fasciatum* se encuentra entre los recursos pesqueros de mayor valor en las pesquerías continentales de Venezuela y como tal debería ser tratado.

Sobrepescas del crecimiento han sido reportadas para *P. fasciatum* y *P. tigrinum* en la cuenca del Orinoco en Colombia, además de otros bagres Pimelodidae como *P. grosskopfii*, *P. carias*, *P. magdalenae* y *Z. zungaro* (CCI-INCODER, 2006). Igualmente para *P. tigrinum* en el río Apure en Venezuela (Pérez, 2005) y en especies de otras familias como *P. mariae* en el río Meta en Colombia (Ramírez-Gil *et al.*, 2009) y *P. mesopotamicus* en la cuenca del Amazonas (Peixer *et al.*, 2007).

CONCLUSIONES

Los diferentes métodos de estimación de la mortalidad total Z arrojaron valores bastantes similares con un rango que se ubicó entre 0,29 y 0,38 año⁻¹. Sin embargo, la mayor incertidumbre se presenta en la estimación de la mortalidad natural M , cuyas estimaciones se ubicaron en un rango comprendido entre 0,11 y 0,26 año⁻¹. Bajo el actual esquema de explotación con una talla de primera captura de 51,5 cm solamente en el caso evaluado más optimista ($M = 0,24$ año⁻¹) no se estaría presentando una situación de sobreexplotación.

Al evaluarse un cambio en el esquema de explotación aumentando la talla de primera captura al valor de 65 cm correspondiente al límite legal establecido, solamente en el caso más pesimista ($M = 0,12$ año⁻¹) se presentaría una situación de plena explotación o ligera sobreexplotación a los niveles actuales de mortalidad por pesca. Por lo tanto, para evitar la sobrepesca del bagre rayado *Pseudoplatystoma fasciatum* del eje Caicara-Cabruta del Orinoco es necesario que se cumpla la talla mínima establecida y evitar aumentos en los niveles actuales del esfuerzo de pesca.

LITERATURA CITADA

- Alverson, D. L. and M. J. Carney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. *J. du Con. Int. Explor. Mer.*, 36(2): 133-143.
- Barbarino, A. 2005. Aspectos biológicos y pesqueros de los bagres rayados (*P. tigrinum* y *P. fasciatum*) en la parte baja de los ríos Apure y Arauca. *Mem. Fund. La Salle de Cienc. Nat.*, 163(1): 71-91.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *U. K. Min. Agricult. Food and Fish. Invest.*, 19(Ser.2): 1-533.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt. 1966. Manual of methods for fish stock assessment. Part. 2. Tables of yield functions. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 38(1): 1-67.
- Caddy, J. F. and R. Mahon. 1995. References point for fisheries management. *FAO Fish. Tech. Pap.*, (347): 83 p.
- CCI-INCODER. Corporación Colombia Internacional-Instituto Colombiano de Desarrollo Rural. 2006. Pesca y Acuicultura Colombia. Convenio CCI-INCODER, Bogotá, Colombia. 138 p.
- CCI-INCODER. Corporación Colombia Internacional-Instituto Colombiano de Desarrollo Rural. 2008. Pesca y Acuicultura Colombia. Convenio CCI-INCODER, Bogotá, Colombia. 144 p.
- Csirke, J. 1989. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. *FAO, Doc.Tec. Pesca*, (192): 82 p.

- Cubillos, L. and M. Araya. 2007. Estimaciones empíricas de mortalidad natural en el bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides* Smith, 1898). *Rev. Bio. Mar.*, 42(3): 1-14.
- Ehrhardt, N. M. and J. S. Ault. 1992. Analysis of two length-based mortality models applied to bounded catch length frequencies. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 121(1): 115-122.
- Froese, R. and C. Binohlan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length data. *J. Fish. Biol.*, 56(4): 758-773.
- Gayanilo, Jr. F. C., P. Sparre and D. Pauly. 1994. The FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT) User's Guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries) 6. 186 p.
- González, S. A. R. 2002. Dinámica poblacional de la curvinata de río *Plagioscion squamosissimus* (Pisces: Sciaenidae) en la región del Orinoco medio. Tesis de Maestría en Ciencias Marina, Mención Biología Pesquera, Instituto Oceanográfico de Venezuela, UDO, Cumaná, estado Sucre, Venezuela. 92 p.
- González, S. A. R. 2005a. Dinámica poblacional del bagre rayado *Pseudoplatystoma fasciatum* en la región del Orinoco medio. Trabajo de Ascenso, Instituto Limnológico, UDO, Caicara del Orinoco, estado Bolívar, Venezuela. 50 p.
- González, S. A. R. 2005b. Mortalidad y Rendimiento por recluta de la curvinata de río, *Plagioscion squamosissimus* en la región del Orinoco medio. *Zoot. Trop.*, 23(3): 233-247.
- González, S. A. R., J. Mendoza, F. Arocha y A. Márquez. 2008. Selectividad de la red de enmalle en la captura del bagre rayado *Pseudoplatystoma fasciatum* de la cuenca del Orinoco medio. *Zoot. Trop.*, 26(1): 63-70.
- González, S. A. R. 2010a. Dinámica poblacional del bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara-Cabruta del Orinoco en Venezuela. Trabajo de Ascenso, Instituto Limnológico, UDO, Caicara del Orinoco, estado Bolívar, Venezuela. 41 p.
- González, S. A. R., J. Mendoza, F. Arocha y A. Márquez. 2010b. Edad y Crecimiento del bagre rayado *Pseudoplatystoma orinocoense* de la cuenca del Orinoco medio. *Zoot. Trop.*, 28(2): 283-29.
- Gulland, J. A. 1983. *Fish Stock Assessment: A manual of basic methods.* John Wiley & Sons. N.Y. 223 p.
- Hoening, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.*, 82 (1): 898-902.
- IIAP-AQUAREC. Instituto de Investigación de la Amazonia Peruana- Agua y sus Recursos. 2011. Propuesta de manejo de poblaciones de ocho especies de peces de importancia comercial en Loreto, Iquitos, Perú. 17 p.
- INSOPESCA. Instituto Nacional Socialista de Pesca y Acuicultura. 2010. Producción Pesquera Nacional. Disponible en línea: <http://www.insopesca.gob.ve/files/producción>. [Oct. 10, 2012]
- Jensen A.L. 2000. Harvest reference points for the Beverton and Holt dynamic pool model. *Fish. Res.* 47: 93-96.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51(1):110-122.
- Mateus L., A. F. and G. M. B. Estupiñán. 2002. Fish stock assessment of piraputanga *Brycon microlepis* in the Cuibá river basing, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2 (1): 165-170.
- Mateus L., A. F. and M. Petreire Jr. 2004. Age, growth and yield per recruit analysis of the pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) na bacia do rio Cuibá, Pantanal de Mato Grosso, Brasil. *Braz. J. Biol.*, 64(2): 257-264.
- Mateus L., A. F. and M. F. Penha. 2007. Dinâmica populacional de quarto species de grandes bagres na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte, Brasil (Siluriforme, Pimelodidae). *Rev. Bras. Zool.*, 24(1): 87-98.

- Novoa D., R. Ramos y E. Cartaya. 1984. Las pesquerías artesanales del río Orinoco, Sector Caicara-Cabruta. Parte I. Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle, 121(44): 163-215.
- Novoa, D. F. 2002. Los recursos pesqueros del eje fluvial Orinoco-Apure: Presente y Futuro. Ministerio de. Agricultura y Tierra, INAPESCA, Caracas. 148 p.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. CIEM, 39(2): 39: 175-192.
- Patterson, K. 1992. Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. Rev. Fish Biol. Fish., 2(4): 321-338.
- Peixer J., A. C. Catella and M. Petrere Jr. 2007. Yield per recruit of the pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1987) in the pantanal of Mato Grosso do Sul, Brazil. Braz. J. Biol., 67(3): 631-637.
- Penha J., M.F. and L. A. F. Mateus. 2007. Sustainable harvest of two large predatory catfish in the Cuiabá river basin, northern Pantanal, Brazil. Braz. J. Biol., 67(1): 81-89.
- Pérez, L. A. 2005. Ciclo de vida e dinâmica populacional do caparari *Pseudoplatystoma tigrinum* Valenciennes 1840 (Pisces: Pimelodidae), no rio Apure, bacia do rio Orinoco. Tese Doutorado-INPA/UFAM, Manaus, Brazil, 225 p.
- Ramírez-Gil, H., C. Barreto-Reyes y R. E. Ajiaco-Martínez. 2009. Estado actual de la pesca del Bocachico en Puerto López, Meta. Actual. Biol. 31 (1):1-160.
- Reid, S. 1983. La biología de los bagres rayados *Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum*. En la Cuenca del río Apure, Venezuela. Rev. UNELLEZ Cienc. Tecn. 1(1): 13-41.
- Rochet, M. J. and V. M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 60:(14): 89-90.
- ROP (Reglamento de Ordenamiento Pesquero de la Amazonia Peruana). 2001. Ministerio de Pesquería, Resolución Ministerial No. 147-2001-PE, 12 p.
- Rufino, M. and V. J. Isaac. 1999. Dinámica populacional do surubim-tigre *Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes, 1840) no medio Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Acta Amaz., 29(1): 463-476.
- Sparre, P. y S. C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO. Doc. Tec. Pesca. 306/1. Rev.1. 420 p.
- Srinath M. 1998. Empirical relationship to estimate the instantaneous rate of natural mortality. Indian J. Fish., 45(1): 7-11.
- Ssentongo G., W. and P. A. Larkin. 1973. Some simple methods of estimating mortality rates of exploited fish populations. J. Fish. Res. Board Can., 30(1):695-698.
- Thompson, W. F. and F. H. Bell. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery, 2. Effect of changes in intensity upon total and yield per unit of gear. Rep. Int. Fish., (Pacific Halibut Comm., 8: 49 p.
- Vetter, E. F. 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. Fish. Bull., 86 (1): 25-43.